

Krzywa Kuznetsa a wielość jurysdykcji fiskalnych

Nowak-Far, Artur

Veröffentlichungsversion / Published Version

Zeitschriftenartikel / journal article

Empfohlene Zitierung / Suggested Citation:

Nowak-Far, A. (2014). Krzywa Kuznetsa a wielość jurysdykcji fiskalnych. *Studia z Polityki Publicznej / Public Policy Studies*, 1(1), 57-79. <https://doi.org/10.33119/KSzPP.2014.1.3>

Nutzungsbedingungen:

Dieser Text wird unter einer CC BY Lizenz (Namensnennung) zur Verfügung gestellt. Nähere Auskünfte zu den CC-Lizenzen finden Sie hier:
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>

Terms of use:

This document is made available under a CC BY Licence (Attribution). For more Information see:
<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>

Krzywa Kuznetsa a wielość jurysdykcji fiskalnych

Streszczenie

Środowiskowa krzywa Kuznetsa (EKC) jest często wykorzystywana do zilustrowania różnic dotyczących intensywności tworzenia środowiskowych kosztów zewnętrznych w ramach różnych jurysdykcji. W dominującym wymiarze, tego rodzaju ilustracje posługują się takimi koncepcjami jurysdykcji, które – z punktu widzenia uwarunkowań gospodarczego korzystania ze środowiska – mają charakter zupełnie arbitralny. Analizy prowadzone z zastosowaniem tego rodzaju koncepcji mogą powodować wadliwość wniosków dotyczących kierunków i treści polityki ochrony środowiska. Powodują one bowiem niedopasowanie granic oddziaływania przyjętych środków ochronnych (w tym regulacji) do granic zjawiska, na które owe środki miałyby wpływać. Przez to nie pozwalają na prawidłowe zastosowanie reguł optymalizacji wielkości świadczeń publicznych (w postaci ochrony środowiska); uniemożliwiają również pełne uwzględnienie reguł optymalizacji wielkości populacji dane świadczenie finansującej i z niego korzystającej. To podważa predykcyjną wartość interpretowanej statycznie EKC oraz może obniżyć skuteczność formułowanej na tym tle polityki gospodarczej.

Znaczna rozległość wpływu kosztów zewnętrznych ujętych koncepcyjnie w EKC wyklucza rozsądne plasowanie na niej jurysdykcji małych. Jurysdykcje duże lub grupy integracyjne mogą już być na niej umieszczane – dla nich bowiem EKC ma istotną wartość prognostyczną. Dla danego typu obciążenia środowiskowego, EKC może jednak wtedy implikować konieczność transferów infra- albo międzyjurysdykcyjnych.

Słowa kluczowe: Krzywa Kuznetsa, polityka fiskalna, federalizm fiskalny, ochrona środowiska, polityka przemysłowa

Kuznets Curve and Multiple Fiscal Jurisdictions

Abstract

Environmental Kuznets Curve (EKC) is often used to illustrate differences in intensity of environmental externalities creation under various jurisdictions. From the point of view of environment exploitation those jurisdictions are usually arbitrary. As a result conclusions drawn from them may be incorrect and public policy based on them inaccurate (e.g. the territory where environmental regulations are applied does not match with the territory where they are needed). As a consequence, predictions based on statistical interpretation of EKC are unreliable and the policy based on them prove to be inefficient. Therefore, it seems that EKC should be used for predictions only for large jurisdictions or groups of jurisdictions.

Keywords: Kuznets curve, fiscal policy, fiscal federalism, environmental policy, industrial policy

Efekty zewnętrzne są zjawiskiem inherentnie towarzyszącym wzrostowi gospodarczemu. Wynika to przede wszystkim stąd, że wzrost jest wyrazem zwiększenia intensywności działalności gospodarczej. Ta zaś stwarza zarówno korzyści, jak i niekorzyści, które odnoszą się nie tylko do osób bezpośrednio zainteresowanych tymi działaniami, lecz także osób, które tego bezpośredniego zainteresowania nie mają, bądź wręcz nie mogą mieć, z uwagi na swoje fizyczne lub emocjonalne oddalenia od obszaru ich dokonywania.

Istotnym społecznie obszarem, w którym zazwyczaj pojawiają się znacznej wartości koszty zewnętrzne, jest środowisko naturalne. W ujęciu systemowym opartym na koncepcji Bartalanffy'ego¹ owo środowisko naturalne musi być definiowane jako element otoczenia podmiotów gospodarczych, z którego czerpią one zasoby niezbędne do ich ukierunkowanego przetworzenia oraz do którego wtórnie, po procesie ich transformacji, wraca część jej produktów. Interesującym zjawiskiem jest w tym abstrakcyjnym, modelowym ujęciu, to, że można ten model interpretować jako proces prywatyzacji korzyści z eksploatacji środowiska naturalnego, wiodący do radykalnie wybiórczej prywatyzacji korzyści stąd wynikających oraz przerzucania niekorzyści

¹ L. von Bertalanffy, *General Systems Theory: Foundations, Development, Application*, George Braziller, New York 1968, s. 30–53, 186–204.

na kogokolwiek – najpewniej dodatkowo w modelu znacznego rozproszenia ich ciężaru (tj. konsumpcji).

Rozproszenie ciężaru kosztów zewnętrznych wiedzie do sytuacji, w której koszty jednostkowe nie mogą szybko prowadzić do przeciwdziałania zjawisku nieograniczonej eksternalizacji wskazanych kosztów działalności gospodarczej – adekwatny obraz tych kosztów powstaje bowiem najczęściej na znacznym poziomie zagregowania, w którym zasadniczą grupą odniesienia nie jest jednostka, lecz większa społeczność. Także przeciwdziałanie temu zjawisku nie jest skuteczne na niskim poziomie agregacji. Wymaga raczej interwencji publicznej. W ujęciu operacyjnym, owa interwencja spełnia wymogi definicyjne modelu świadczenia dobra publicznego:

- a) powszechności świadczenia,
- b) egalitarności struktur konsumpcji,
- c) braku zjawiska krańcowego ubytku ilości lub jakości świadczenia w miarę zwiększania się liczby osób korzystających z takiego dobra.

Charakterystyczne dla modelu interwencji publicznej wiodącej do wytworzenia dobra publicznego jest w tym wypadku również to, że zastępuje ona niemożliwy bądź upośledzony mechanizm rynkowy. Nie ma tu bowiem wykształconego rynku świadczeń interwencyjnych (które musiałyby opiewać na różne prywatnie podejmowane działania przeciwdziałające tworzeniu bądź eksternalizacji kosztów zewnętrznych), nie ma w tym kontekście konkurencji konsumentów i producentów, zaś możliwa w tych warunkach równowaga nie może prowadzić tu do osiągnięcia optimum Pareto.

Interwencja publiczna nakierowana na wytworzenie dobra publicznego, jakim jest ochrona środowiska, musi się zmieniać w czasie. Tak, jak każdy model świadczenia publicznego jest bowiem zdeterminowana:

- a) bezwzględnie – preferencjami świadczeniobiorców ujawnianymi w procesie politycznego wyboru,
- b) względnie – obiektywną potrzebą zapewnienia adekwatności treści i natężenia działań technicznych służących wytwarzaniu świadczenia do zjawisk, na które trzeba oddziaływać, by zapewnić stały bądź zwiększający się poziom świadczenia – stosownie do jego determinacji bezwzględnej.

Innymi więc słowy, decydenci polityczni otrzymują sygnał wyborczy określający zasadnicze parametry świadczenia (w rozważanym przypadku polegającego na ochronie środowiska), jednak sposób świadczenia rozumiany technicznie muszą dostosować do zmieniających się ciągle czynników determinujących drogę dojścia do preferowanego poziomu świadczenia. W wypadku ochrony środowiska naturalnego, im większe są w tym zakresie zagrożenia, tym większy będzie musiał być katalog zastosowanych środków ochronnych lub tym większe natężenie ich stosowania. W tym kontekście istotną przeciwwagą realizacji preferencji skrajnych dotyczących

ochrony środowiska jest konieczność uwzględniania przez władzę publiczną interesów tych grup, które wykorzystują, bądź na rzecz których wykorzystywane są, zasoby środowiska naturalnego w procesie wytwarzania dóbr prywatnych i innych niż ochrona środowiska dóbr publicznych. Ponieważ i ochrona środowiska naturalnego, i działalność wykorzystująca jego zasoby, stwarzają koszty społeczne, oba – ujęte krańcowo – będą podlegać prawidłowości krzywej Calabresiego² – stąd w danym momencie możliwe jest wyznaczenie optymalnego poziomu świadczenia/poziomu dozwolonego zakresu korzystania ze środowiska naturalnego.

W kontekście ochrony środowiska istotne znaczenie dla prawidłowego wyznaczenia poziomu świadczenia ma także wyznaczenie optymalnego obszaru odniesienia prowadzonych analiz. Z teoretycznego punktu widzenia ich określenie nie powinno być arbitralne, gdyż ochrona środowiska w szczególnym stopniu wymaga dopasowania zakresu świadczenia do wymiarów korzystania ze środowiska relevantnych grup społecznych. W tym kontekście stosowane ramy analizy, bardzo często wyznaczające jako obszar świadczenia państwo – w sensie teoretycznym muszą być określone jako zupełnie arbitralne.

Arbitralność wyznaczenia obszaru jurysdykcji, który stanowi odniesienie analizy, ma negatywne skutki dla jej jakości. W szczególności powoduje zniekształcenie obrazu gospodarczego korzystania ze środowiska (najczęściej mającego postać jego deplecji, zużycia bądź zanieczyszczenia). To z kolei powoduje, że również analizy wpływu planowanej, bądź rzeczywiście przyjętej, regulacji prawnej mogą być nieadekwatne do rzeczywistości ze względu na niedopasowanie granic oddziaływania tej regulacji do granic zjawiska, na które miałyby ona wpływać.

Istotnym problemem któregośkolwiek z zasadniczych fiskalnych modeli internalizacji kosztów zewnętrznych jest znalezienie właściwego klucza tej internalizacji, uwzględniającego właściwie wszystkie składniki korzyści i kosztów oraz wszystkie możliwe podmioty, których interesy powinny być w tym działaniu uwzględnione. Problem ten komplikuje niepełna korelacja czasowa wszystkich składników tych korzyści i kosztów. W modelach odnoszących się do szeroko ujętych jurysdykcji, obejmujących wiele wspólnot (także wspólnot zorganizowanych w państwa) duże znaczenie ma również kwestia akceptowanej przez nie solidarności. Zasadnicze wymiary owej solidarności wyznaczają reguły wzajemności. W fundamentalnym ujęciu S.-Ch. Kolma nie mają one koniecznie charakteru równoległego³, stąd soli-

² G. Calabresi, *The Cost of Accidents*, Yale University Press, New Haven 1970.

³ S.-Ch. Kolm, *Reciprocity: An Economics of Social Relations*, Cambridge University, Cambridge 2008, s. 74–93.

darna wymiana korzyści i rozłożenie kosztów może wymagać porównywania ich w warunkach przesunięć czasowych.

Opracowanie przedstawia właśnie to zagadnienie w wymiarze międzyjurysdykcyjnym, w tym w szczególności międzynarodowym – odnoszącym się do państw. Zwraca ono przy tym szczególną uwagę na określenie zakresu przydatności środowiskowej krzywej Kuzneta do tego rodzaju analizy.

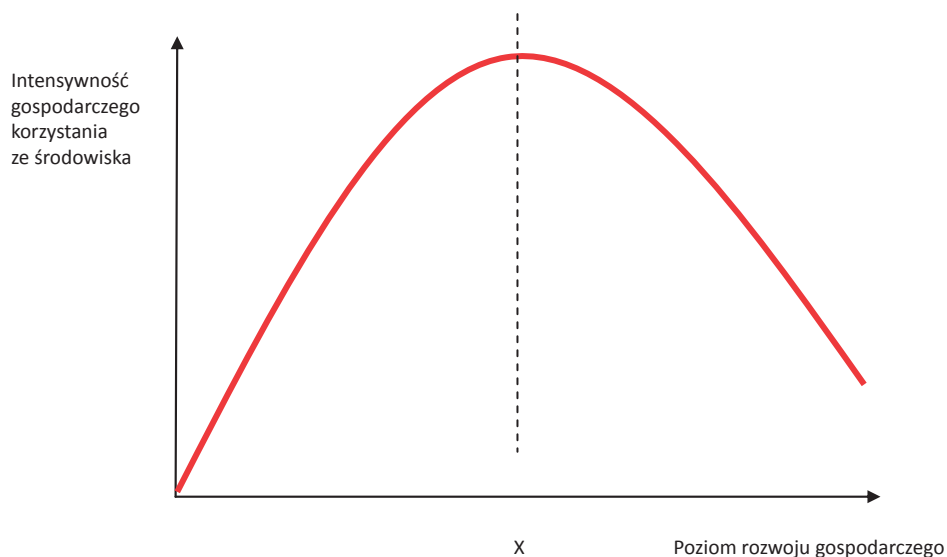
Koncepcja środowiskowej krzywej Kuzneta

Środowiskowa krzywa Kuzneta (*Environmental Kuznets Curve, EKC*) jest graficznym przedstawieniem statystycznej korelacji poziomu aktywności gospodarczej (albo jakiegokolwiek innej miary dobrobytu materialnego) a obciążeniem stąd wynikającym dla środowiska naturalnego. Zasadnicza przyczyna tego obciążenia jest oczywista: na obecnym etapie rozwoju cywilizacyjnego przedsiębiorstwa są w stanie działać jedynie opierając się na zasobach, które pobierają ze swojego środowiska, zaś pewna część rezultatów ich działań jest ewidentnym dla środowiska obciążeniem⁴.

Przedstawiony w EKC obraz można interpretować dynamicznie bądź statycznie. W pierwszej interpretacji korelacji konceptualizowanej przez tę krzywą na pierwszy plan wysuwa się to, że obrazuje ona po prostu zmiany intensywności gospodarczego korzystania ze środowiska naturalnego w ramach jakiegokolwiek jurysdykcji – zasadniczo bez względu na jej rozmiary. W interpretacji statycznej EKC może przedstawiać zastaną w danym momencie sytuację wielu jurysdykcji różniących się poziomem aktywności gospodarczej (albo w zakresie jakiegokolwiek innej miary dobrobytu materialnego). W tym ujęciu, jeżeli występują pomiędzy nimi różnice, przypisane będą im różne pozycje na jednej środowiskowej krzywej Kuzneta. Najniższy bowiem poziom intensywności gospodarczego korzystania ze środowiska występuje w jurysdykcjach najbardziej i najmniej rozwiniętych gospodarczo, zaś najwyższy poziom tego rodzaju intensywności notuje się w jurysdykcjach o średnim poziomie rozwoju gospodarczego⁵.

⁴ S. Kuznets, *Economic Growth and Income Inequality*, "The American Economic Review" 1955, vol. 45, s. 1–28.

⁵ Zob. np. potwierdzenie tych konkluzji w badaniach empirycznych: G. Grossman, A. Krueger, *Economic Growth and the Environment*, "Quarterly Journal of Economics" 1995, vol. 110, s. 353–377 oraz kontestację twierdzeń w: A.A. Bartlett, *Reflections on Sustainability, Population Growth and the Environment*, "Population and Environment" 1994, vol. 16, s. 5–35.



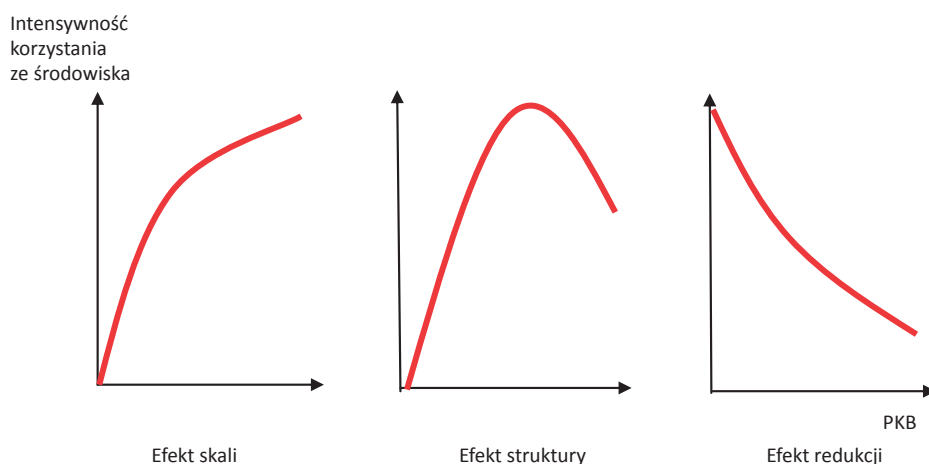
Rysunek 1. Środowiskowa krzywa Kuznetsa (EKC)

Źródło: S. Kuznets, *Economic Growth and Income Inequality*, "The American Economic Review" 1955, vol. 45, s. 1–28.

W bardziej szczegółowych ujęciach przełamanie EKC, stanowiące punkt zwrotny EKC, któremu przyporządkowany jest określony poziom rozwoju gospodarczego (na rysunku 1 oznaczony jako X), dla różnych sposobów (miar) intensywności gospodarczego korzystania ze środowiska – najczęściej jego zanieczyszczenia – jest umiejscowiony różnie. Może mieć również wartość wyznaczoną dla wszystkich możliwych sposobów (miar) korzystania ze środowiska. W szczególności może np. opierać się na analizie wielkości emisji konkretnych zanieczyszczeń w stosunku do poziomu rozwoju gospodarczego.

Kształt EKC jest zdeterminowany przez kształt krzywych stanowiących jego części składowe. Krzywe te obrazują relację intensywności gospodarczego korzystania ze środowiska naturalnego do poziomu wzrostu gospodarczego (lub innej miary materialnego dobrobytu) w odniesieniu do jego skali, struktury, a także bazy technicznej, do tego zjawiska się odnoszącej. Czynniki skali wyjaśnia wzrost zanieczyszczenia przez to, że wraz ze zwiększonym tempem rozwoju gospodarczego rośnie skala szkodliwej dla środowiska działalności gospodarczej (zwłaszcza produkcji). Proces ten może być łagodzony (lub nie – zależnie od sytuacji na poziomie krajowym) przez drugi czynnik kształtujący EKC – zmiany w strukturze tej działalności gospodarczej (czyli zasadniczo w strukturze towarów i usług wytwarzanych w gospodarce). Złagodzenie efektu skali determinowane przez ten czynnik jest znaczniejsze w wypadku gospodarki krajów bogatszych (głównie dlatego, że występuje w nich tendencja do wytwarzania dóbr,

których produkcja mniej zanieczyszcza środowisko, a także, ponieważ aktorzy gospodarczy są bardziej wrażliwi na kwestie ochrony środowiska, co ma pewien wpływ na struktury popytu). Jurysdykcje zamożne dysponują również lepszą bazą produkcyjną, która jest zaawansowana technologicznie, bogatsza w innowacyjne rozwiązania – co wiąże się z jej wysoką kapitałochłonnością, najczęściej skorelowaną z mniejszą uciążliwością dla środowiska naturalnego). Są one również w stanie wykorzystywać czynnik techniczny: posługiwać się technologiami i rozwiązaniami organizacyjnymi, które gwarantują stosunkowo wysoką społeczną produktywność (co implikuje niskie koszty zewnętrzne). W graficznym ujęciu N. Islama, J. Vincenta i T. Panayotou, wpływ poszczególnych czynników na EKC przedstawia się następująco:



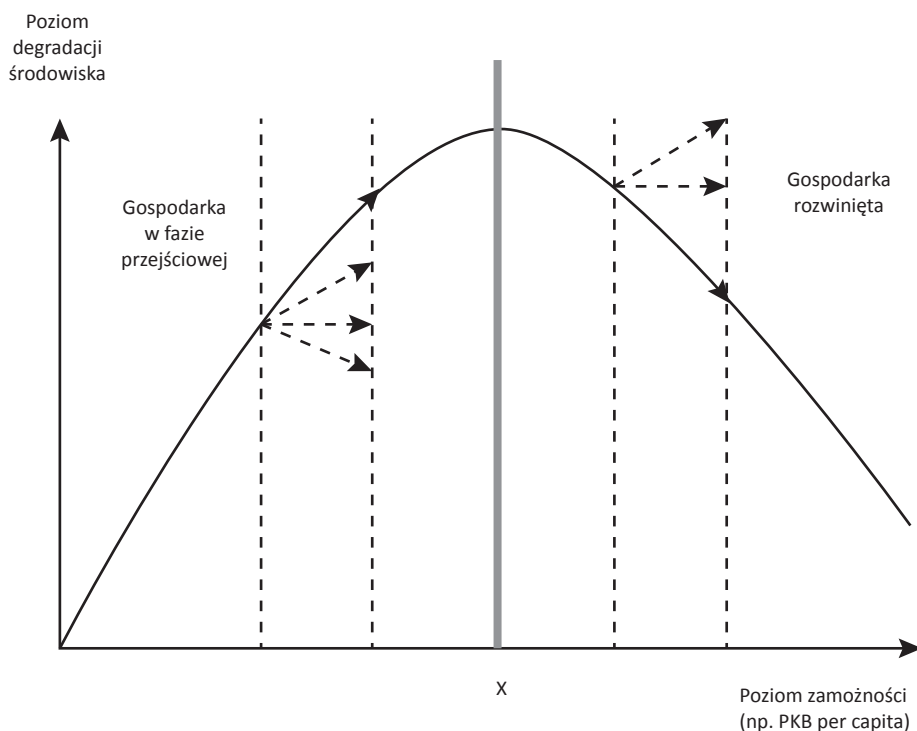
Rysunek 2. Struktura wewnętrzna krzywej środowiskowej Kuznetsa

Źródło: N. Islam, J. Vincent, T. Panayotou, *Unveiling the Income-Environment Relationship: An Exploration into the Determinants of Environmental Quality*, "Development Discussion Paper" 1999, no. 701.

W podstawowym ujęciu, intensywność oddziaływania efektu skali na degradację środowiska naturalnego jedynie zwiększa się w miarę wzrostu poziomu rozwoju gospodarczego. Czynniki strukturalne korelują z procesem degradacji środowiska tak, że do pewnego poziomu dobrobytu zwiększają jego tempo i skalę. Przy pewnym poziomie dobrobytu, ta korelacja jest już jednak ujemna. Stosunkowo nowym pojęciem używanym do wyjaśnienia dynamiki EKC jest w ujęciu Islama, Vincenta i Panayotou efekt redukcji. Odwołuje się on do prawa Engla i ujmuje poziom degradacji środowiska jako monotonicznie malejącą funkcję dochodu. W takim ujęciu

krzywa redukcji wyznaczana jest jako zbiór punktów równowagi poziomów redukcji, w którym podaż i popyt – zależne od dochodów – są równe⁶.

W kontekście statycznego ujęcia EKC zasadniczy problem dużych i zróżnicowanych jurysdykcji polega na tym, że duże jurysdykcje integrujące wiele mniejszych jednostek jurysdykcyjnych mogą poniekąd plasować się w zbiorze rozmytym – po obu stronach krzywej Kuznetsa. Panayotou konceptualizuje sytuację w miarę trwałego zróżnicowania pozycji poszczególnych państw na krzywej EKC w następujący sposób (linie odcięte wskazują alternatywne ścieżki rozwoju przykładowych dwu jurysdykcji uplasowanych na przeciwstawnych ramionach elipsy EKC):



Rysunek 3. Gospodarka krajów w fazie przejściowej oraz gospodarka państw rozwiniętych na krzywej środowiskowej Kuznetsa

Źródło: T. Panayotou, *Economic Growth and the Environment*, Economic Survey of Europe 2003, Economic Commission for Europe, s. 58.

⁶ N. Islam, J. Vincent, T. Panayotou, *Unveiling the Income-Environment Relationship: An Exploration into the Determinants of Environmental Quality*, "Development Discussion Paper" 1999, no. 701, s. 5.

Ścieżki rozwoju przedstawione na przykładzie dwu jurysdykcji na rysunku 3 mogą być interpretowane jako obraz dychotomii pomiędzy gospodarką krajów rozwiniętych a gospodarką w okresie przejścia słabiej rozwiniętych jurysdykcji (jurysdykcji „zapóźnionych”) do technologii bardziej zaawansowanych (a więc mniej intensywnie korzystających ze środowiska). Państwa o gospodarce rozwiniętej są zwykle albo liderami w opracowywaniu nowych, przyjaznych dla środowiska naturalnego (choć najczęściej kapitałochłonnych) technologii, albo – w najgorszym wypadku – liderami w adaptowaniu takich technologii, jeżeli zostały one opracowane gdzie indziej. W przeciwieństwie do nich, w gospodarce słabiej rozwiniętej dominują technologie pracochłonne i – na wystarczająco wysokim poziomie rozwoju gospodarczego – zazwyczaj w większym stopniu negatywnie wpływające na środowisko. Wraz ze wzrostem presji na konsumpcję (związanym ze wzrostem produkcji), może to prowadzić w krajach słabiej rozwiniętych do poważnych napięć związanych z ochroną środowiska. Należy jednak podkreślić, że niezależnie od tego, pewne przykłady rozwoju (np. Korei Południowej⁷) wskazują, że stosunkowo powoli przejmując i adaptując nowe technologie, jurysdykcje „zapóźnione” są w stanie nawet uzyskać premię za nieponoszenie początkowych ciężarów wytworzenia i rozwoju najnowocześniejszych technologii.

Nieoptymalność rozmiarów jurysdykcji fiskalnych i dynamiczny charakter środowiskowej krzywej Kuznetsa

Środowiskowa krzywa Kuznetsa zawiera istotne dla polityki gospodarczej informacje. W ujęciu dynamicznym EKC, dotyczą one zasadniczo prawdopodobnej trajektorii rozwoju gospodarczego. Przy założeniu wręcz skrajnego determinizmu opisanej w EKC korelacji pozwala to na identyfikację najbardziej prawdopodobnego scenariusza powstawania kosztów zewnętrznych w gospodarce w miarę zwiększania poziomu aktywności gospodarczej, a szerzej – w miarę wzrostu bogactwa. Wiedza o tym scenariuszu jest niezbędna do określenia adekwatnego do legitymowanych potrzeb społecznych (najpewniej – w systemie demokratycznym – identyfikowanych w procesie wyboru publicznego), kształtu systemu fiskalnego w odniesieniu do jego funkcji alokacyjnej, redystrybucyjnej i stabilizacyjnej, jak również środków przyjmowanych w sferze pozafiskalnej, np. w postaci regulacji technicznych, które przecież także mają skutek alokacyjny⁸. W kontekście interesującej analizy R.H. Coase’a

⁷ Zob. np. Y. Whee Rhee, B. Ross-Larson, G. Pursell, G., *Korea's Competitive Edge: Hanging the Entry into World Markets*, The Johns Hopkins University, Baltimore 1984.

⁸ R. Cooter, T. Ulen, *Law and Economics*, Pearson, Boston 2004, s. 98–99.

dotyczącej kosztów zewnętrznych⁹, zasadniczym celem polityki fiskalnej, a także innych składników polityki gospodarczej, które mogą mieć tu znaczenie, powinna być albo korekta pierwotnego rozkładu ciężaru kosztów zewnętrznych obciążenia środowiska naturalnego, albo korekta pierwotnych decyzji lokalizacyjnych podmiotów takie koszty powodujących bądź podmiotów takie koszty ponoszących – logika Coase’a obejmuje przecież redukcję bądź eliminację kosztów zewnętrznych także wtedy, gdy znikną podmioty nimi obciążone.

Środowiskowa krzywa Kuzneta jest szczególnie istotna dla polityki fiskalnej (będącej składową polityki gospodarczej), która przecież obejmuje oddziaływanie poprzez podatki i transfery na kierunek i poziom, jak również zasadnicze ramy, aktywności gospodarczej, a tym samym może być interpretowana także jako polityka przesądzająca o wielkości świadczenia dobra publicznego, jakim jest ochrona środowiska naturalnego. W tym kontekście wręcz fundamentalnym zagadnieniem jest określenie optymalnej wielkości jurysdykcji fiskalnej, tj. takiej, która mogłaby być także najbardziej przydatna jako jednostka analizy nakierowanej na wyznaczenie zarówno zakresu zagrożenia dla środowiska, jakie aktywność gospodarcza stwarza, jak i – co za tym idzie – zakresu niezbędnej interwencji regulacyjnej (szczególnie o naturze fiskalnej). Kwestia ta jest tu bardzo złożona. W odniesieniu do pewnych rodzajów aktywności gospodarczej koszty zewnętrzne akumulują się bowiem w bliskim sąsiedztwie prowadzonej działalności gospodarczej, a w pewnych są one rozleglejsze i bardziej odległe. Wiedza o tym jest w dużych lub złożonych jurysdykcjach niezbędna do zachowania subsydiarności polityki ochrony środowiska – niezbędnej do jej efektywności.

Jak wspomniano, wyznaczenie optymalnego rozmiaru jurysdykcji (przydatnego również do odpowiedniej oceny zakresu ewentualnej międzyjurysdykcyjnej albo wewnątrzjurysdykcyjnej asymetrii istniejącej na samej EKC), można utożsamić z wyznaczeniem optymalnego rozmiaru świadczenia oraz optymalnego rozmiaru społeczności fiskalnej. Innymi słowy, chodzi tu o identyfikację terytorialnego wymiaru świadczeń oraz o adekwatną także ze względu na potrzeby jego finansowania podatkową wielkość populacji¹⁰.

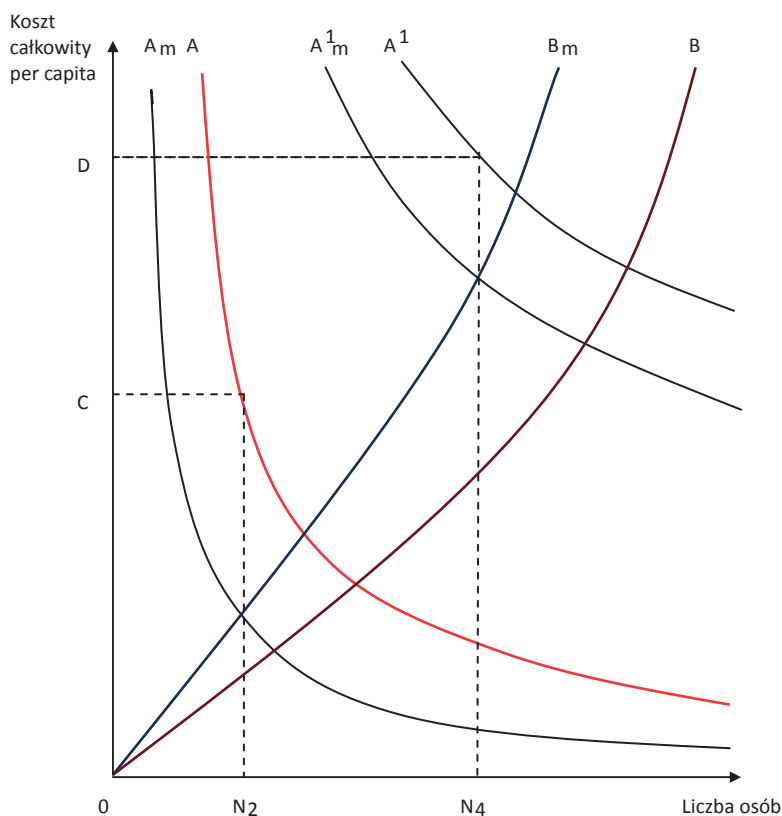
W odniesieniu do kwestii optymalnego rozmiaru społeczności, która mogłaby korzystać z danego dobra publicznego, nawet przy założeniu idealnej postaci owego dobra (co powoduje, że nie ma znaczenia liczba osób z niego korzystających), istotną kwestią jest to, że – w miarę zwiększania się liczby jej członków – ma tu miejsce proces zmniejszania się ciężaru podatkowego (traktowanego jako cena świadcze-

⁹ R.H. Coase, *The Problem of Social Cost*, „Journal of Law and Economics” 1960, vol. 59, s. 1–44.

¹⁰ R.A. Musgrave, P.B. Musgrave, *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw-Hill, New York 1989, s. 445–472.

nia) przypadającego na osobę. W odniesieniu do ochrony środowiska typowy efekt skorelowany z tym zjawiskiem, efekt zatłoczenia, wystąpi z dużym opóźnieniem – co wydaje się cechą szczególną świadczeń środowiskowych¹¹.

Jeżeli polityka fiskalna jest sformułowana w warunkach pełnej znajomości całkowitego kosztu ochrony środowiska oraz przy zachowaniu zasady, że każdy z członków populacji z tej ochrony korzystającej ponosi ciężar podatkowy tego kosztu równy krańcowej korzyści stąd wynikającej (a więc przy takich samych dochodach i preferencjach wynoszący tyle samo dla każdego), można zagadnienie wyboru optymalnej zbiorowości dla danego rozmiaru świadczenia przedstawić następująco:



Rysunek 4. Wybór optymalnego rozmiaru populacji korzystającej ze świadczenia publicznego dla różnych poziomów świadczenia

Źródło: R.A. Musgrave, P.B. Musgrave, *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw-Hill, New York 1989, s. 448.

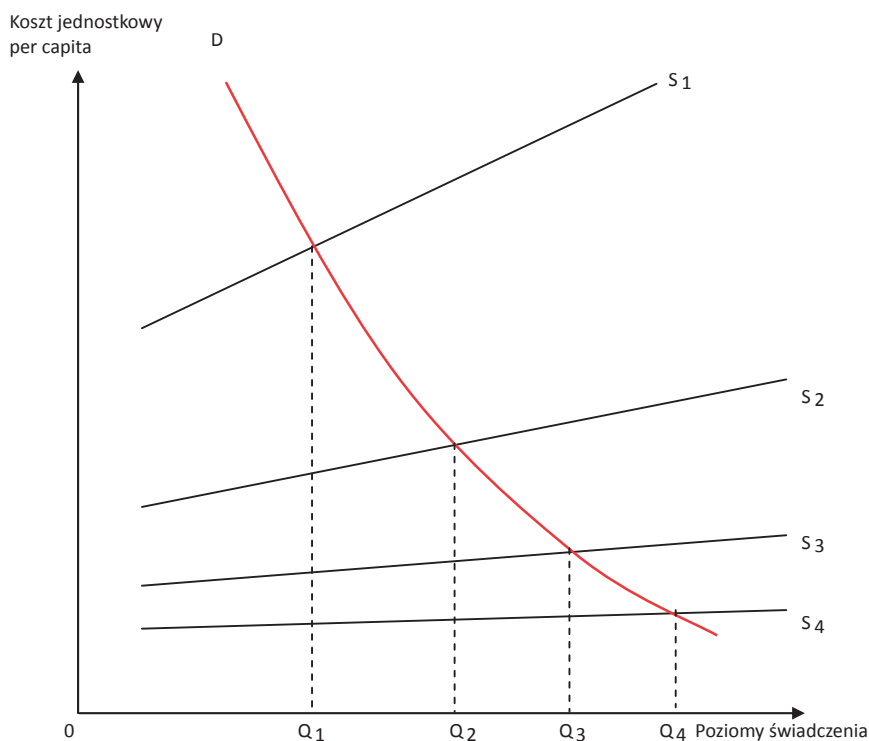
¹¹ Ibidem.

Na rysunku 4 krzywa A wyznacza poziom kosztu podatkowego *per capita* dla różnych rozmiarów danej populacji, korzystających ze świadczenia rodzącego ten koszt. Zgodnie z logiką Coase'a, jest to populacja złożona zarówno z podmiotów generujących koszty zewnętrzne, jak i te koszty ponoszących. Jak wspomniano, w miarę wzrostu populacji korzystającej ze świadczenia ochrony środowiska, jego koszt przypadający na jednostkę spada. Obrazuje to krzywa A_m , która przedstawia krańcowe oszczędności kosztów świadczenia (w wymiarze *per capita*), korelujące ze wzrostem ogólnego rozmiaru populacji, dla której dobro jest dostępne. Jak wspomniano, przeciwstawą jakościową korzyści wynikających ze zwiększenia liczby osób, dla których dane dobro publiczne jest dostępne, jest zwiększający się efekt zatłoczenia (w kontekście polityki ochrony środowiska pojawiający się dużo później niż w kontekście świadczenia większości innych dóbr publicznych). Efekt ten jest pokazany przez krzywe B i B_m . Pierwsza z nich obrazuje różne poziomy kosztu świadczenia (w wymiarze *per capita*) dla różnych rozmiarów danej populacji. Druga krzywa (B_m) pokazuje zaś rozmiar wzrastającego krańcowego kosztu zatłoczenia *per capita*. Dysponując tymi danymi, można wyznaczyć optymalny rozmiar populacji korzystającej z danego dobra publicznego: N_2 . Jest ten rozmiar wyznaczony przez punkt, w którym B_m jest równe A_m . Tak więc, wielkość populacji, dla której powinno się świadczyć dane dobro, nie może być za duża. Przekroczenie optymalnego pułapu będzie skutkowało zmniejszeniem ogólnego poziomu dobrobytu. Warunek optymalizacji w tym zakresie będzie spełniony tak długo, jak długo krańcowe niekorzyści wynikające z zatłoczenia nie przeważą nad krańcowymi korzyściami wyrażającymi się spadającym kosztem świadczenia *per capita*, wynikającym z objęcia świadczeniem coraz to większej liczby osób.

Jeżeli zwiększymy zakres świadczenia danego dobra, spowoduje to przemieszczenie się krzywych A i A_m , do poziomów odpowiednio A^1 oraz A^1_m , dla których zwiększy się optymalny rozmiar populacji, jaka może korzystać z takiego świadczenia – odpowiednio do poziomu N_4 . Ta wielkość wyznacza także rozmiary potencjalnego świadczenia ochronnego odnoszącego się do określonej EKC, w warunkach, gdy obejmuje ona wszystkie relewantne jurysdykcje – które wszakże nie mogą być za małe, gdyż nie gwarantowałyby w ogóle osiągnięcia minimalnej, efektywnej gospodarczo wielkości świadczenia, tj. takiej, w której w ogóle oddziaływanie fiskalne będzie miało jakiś efekt ochronny. Z uwagi na wspomniane już późne pojawienie się w kontekście polityki ochrony środowiska efektu zatłoczenia, można wnioskować, że optymalna wielkość świadczenia i populacji zeń korzystającej jest bardzo duża – większa niż w typowych modelach świadczenia innych dóbr publicznych.

Jak wspomniano, innym, istotnym dla określenia kierunku i kształtu polityki środowiskowej, zagadnieniem jest określenie optymalnego poziomu świadczenia. Taki poziom można zdefiniować jako pożądany poziom intensywności regulacji ochronnej,

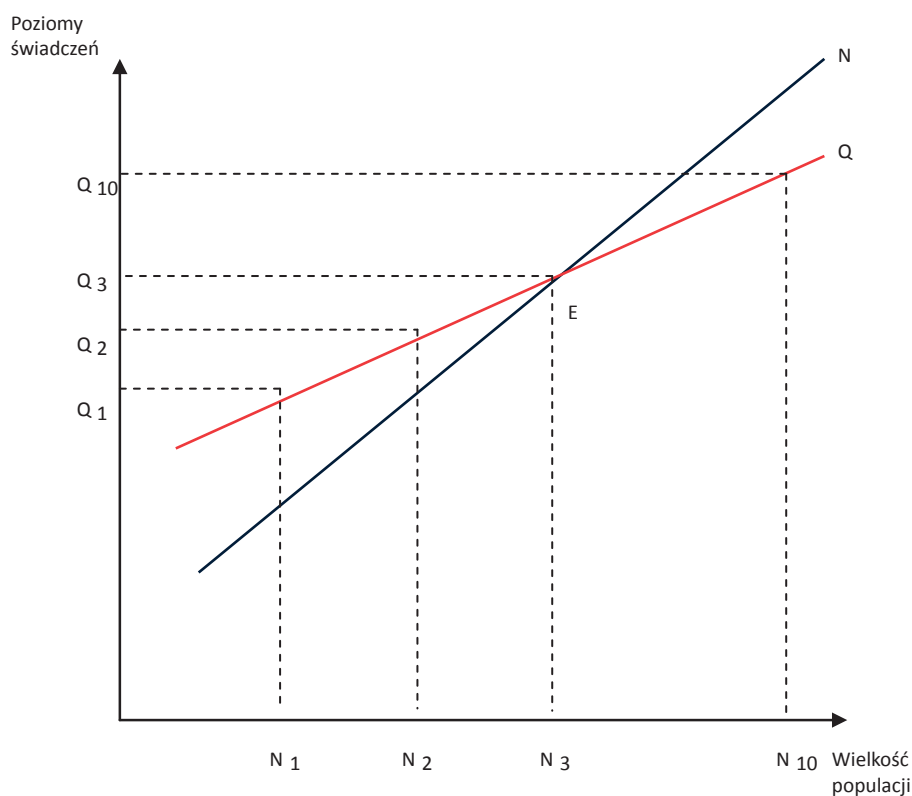
w tym także wynikający z całkowitego ciężaru podatkowego (oraz przeciwnie działających transferów fiskalnych) odnoszących się do wielkości populacji, których taka regulacja dotyczy. Kwestię tę można rozważyć także posługując się graficznym modelem Musgrave'ów. Przedstawia go rysunek 5. Poszczególne poziomy świadczenia są na nim mierzone na prostej poziomej, zaś koszty jednostkowe dobra publicznego *per capita* pionowej. Krzywa D obrazuje popyt na to dobro (przy idealizującym założeniu takich samych preferencji i dochodów wszystkich członków danej badanej populacji). Krzywa S_1 wyznacza zaś wzrastające jednostkowe koszty intensyfikacji polityki ochrony środowiska dla całej tej społeczności. Krzywa S_2 zaś to krzywa podaży przyporządkowana każdemu z członków danej populacji wtedy, gdy składa się ona z N_2 osób. Gdy wielkość populacji wzrasta, przyporządkowana jej krzywa podaży odpowiednio się zmniejsza. Poziom równowagi popytu i podaży wyznaczają punkty przecięcia się krzywych D i S, toteż dla każdego poziomu S będą przyporządkowane inne poziomy świadczeń, oznaczane jako Q (odpowiednio Q_1 , Q_2 , Q_3 i Q_4).



Rysunek 5. Wybór optymalnego poziomu świadczenia dla różnych rozmiarów populacji korzystającej ze świadczeń publicznych

Źródło: R.A. Musgrave, P.B. Musgrave, *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw-Hill, New York 1989, s. 450.

Zintegrowanie wniosków wynikających z analizy możliwości optymalizacji wielkości populacji, dla której świadczone jest jakieś dobro publiczne oraz optymalizacji wielkości tego świadczenia dla populacji o znanej wielkości, pozwala na określenie, przy jakim poziomie optymalnego świadczenia mamy do czynienia z optymalną wielkością populacji. Zagadnienie to prezentuje rysunek 6. Przedstawiona na nim prosta N wyznacza wszystkie możliwe optymalne wielkości populacji przy zmieniających poziomach świadczenia. Prosta Q pokazuje zaś wszystkie optymalne poziomy świadczeń dla zmieniających wielkości populacji. Ogólny (abstrakcyjnie pojęty) punkt równowagi w tym zakresie to E, w którym obie linie się przecinają. Punktowi temu odpowiada poziom świadczenia Q_3 oraz wielkość populacji N_3 .



Rysunek 6. Optymalny zakres świadczeń dla optymalnej wielkości populacji

Źródło: R.A. Musgrave, P.B. Musgrave, *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw-Hill, New York 1989, s. 451.

Przedstawiona analiza odniesiona do polityki ochrony środowiska wskazuje, że zagregowana EKC, tzn. także dotycząca wszelkich form gospodarczego wykorzystywania

środowiska zanieczyszczeń, nie jest właściwa jako podstawa formułowania wniosków o użyciu któregokolwiek narzędzia polityki publicznej, w tym oczywiście i jej komponentu fiskalnego. W kontekście reguł optymalizacji świadczeń publicznych, analiza wskazuje także na najbardziej prawdopodobną nieadekwatność takich istniejących w rzeczywistości jurysdykcji, których granice zostały – z punktu widzenia zagrożeń środowiska naturalnego – wyznaczone arbitralnie (co musi dotyczyć np. większości państw, a także ich regionów).

Analiza ta wskazuje jednocześnie na korzyści z powiększenia rozmiarów jurysdykcji, dla których formułowana jest polityka ochrony środowiska, jak również z gospodarczej integracji jurysdykcji, szczególnie takich, które z powodu swoich małych rozmiarów w ogóle nie gwarantują możliwości prowadzenia adekwatnej polityki ochrony środowiska. Dla wielu rodzajów gospodarczego korzystania ze środowiska jednostką właściwą do analizy i formułowania scenariusza reakcji publicznej na stwierdzone zjawiska może być bowiem jurysdykcja bardzo duża; w odniesieniu do znacznej liczby form gospodarczego korzystania ze środowiska, regulacja powinna wykraczać swoim zasięgiem poza granice państw czy innych arbitralnie wyznaczonych jednostek jurysdykcyjnych.

Z teoretycznego i praktycznego punktu widzenia istotna jest kwestia wartości predykcyjnej EKC. We wspomnianym już jej statycznym ujęciu przedstawionym również w postaci rysunku 3, zwykle przyjmuje się, że jej trajektoria zaobserwowana w jednej jurysdykcji powtórzy się w drugiej. Innymi słowy, założenie dotyczy uniwersalnego charakteru wyznaczonej EKC. Nie jest to założenie prawidłowe przede wszystkim z uwagi na:

- a) arbitralny charakter samych jurysdykcji, które brane są tu pod uwagę (zwykle uwzględnia się państwa albo regiony, wyodrębnione przecież nie na podstawie analizy optymalnego poziomu świadczenia i optymalnej wielkości grupy świadczeniobiorców),
- b) zmienną konfigurację przestrzenną poszczególnych jurysdykcji, dla których rozkład ciężarów kosztów zewnętrznych może być bardzo różny (choćby dlatego, że np. proces zanieczyszczenia powietrza przebiega inaczej w jurysdykcji górzystej, a inaczej nizinnej),
- c) istnienie w zakresie technologicznego komponentu EKC (uwzględnianego w ramach efektu redukcji) zjawisk zmniejszającego się kosztu przejścia nowych technologii oraz występowania zjawiska krzywej uczenia się (*learning curve*).

Pierwsze zagadnienie zostało już w tym opracowaniu omówione. Drugie nie wydaje się wymagać dodatkowych wyjaśnień. W odniesieniu do trzeciego trzeba zaś stwierdzić, że EKC dotyczy – i to wręcz inherentnie – zjawiska występowania skutków zapóźnienia gospodarczego (zwykle związanego z zapóźnieniem technologicznym).

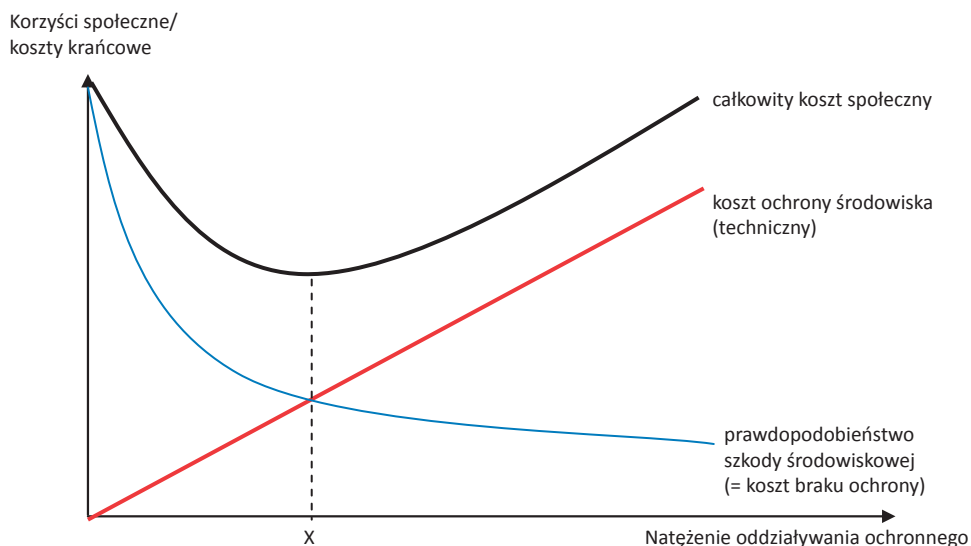
Owo zapóźnienie może mieć także pozytywne strony. Przejawiają się one w szczególności w tym, że jurysdykcje podążające śladami jurysdykcji najzamożniejszych (będących w awangardzie ograniczania szkodliwych form gospodarczego korzystania ze środowiska) są zwykle w stanie osiągnąć punkty przełamania EKC wcześniej (na niższym poziomie zamożności), niż wspomniani liderzy. Będzie tak wtedy, gdy zdołają one skorzystać ze swoistej premii późnego przyjęcia technologii – m.in. zgodnie z ogólniejszą logiką międzynarodowego cyklu życia produktów¹², choć z pewnością także na zasadzie zwykłych korzyści imitacyjnych (jeżeli tylko możliwość imitacji istnieje) albo korzyści późnego użytkownika technologii¹³. Wszystkie te okoliczności mają istotne znaczenia dla:

- a) rozkładu kosztów oraz kształtu, wspomnianej już w tym opracowaniu, krzywej Calabresiego, co wpływa także na modyfikację kształtu środowiskowej krzywej Kuznetsa – czego istniejące w tym zakresie konceptualizacje nie uwzględniają,
- b) wyznaczania równowagi w ujęciu obejmującym wiele zróżnicowanych jurysdykcji,
- c) przyjęcia modelu oddziaływania (zachęty i zniechęcania) w zakresie polityki ochrony środowiska – a co za tym idzie determinacji rozkładu kosztów pomiędzy jurysdykcje wtedy, gdy są one składowymi większych jednostek terytorialnych bądź pozostają w układzie je integrującym.

W odniesieniu do krzywej Calabresiego należy przypomnieć, że pozwala ona na wyznaczenie optymalnego punktu interwencji regulacyjnej, korygującej zachowania wiodące do niepożądanych skutków społecznych (w wypadku tu rozważanym – skutkujących pogorszeniem stanu środowiska naturalnego). Na rysunku 7 owo optimum jest wyznaczone na najniższym poziomie całkowitego kosztu społecznego interwencji, będącego sumą kosztów związanych z coraz bardziej intensywnym korzystaniem ze środków interwencji oraz odwrotnie z nimi skorelowanym kosztem braku interwencji (ujmowanym także jako zmniejszające się prawdopodobieństwo wystąpienia niekorzystnych zachowań i ich skutków). Optymalne natężenie interwencji publicznej (mierzone np. wielością i intensywnością zastosowanych środków) na rysunku wynosi X. Na tym poziomie całkowite koszty społeczne interwencji są bowiem najmniejsze.

¹² R. Vernon, *International Investment and International Trade in the Product Cycle*, "Quarterly Journal of Economics" 1966, vol. 80, s. 190–207.

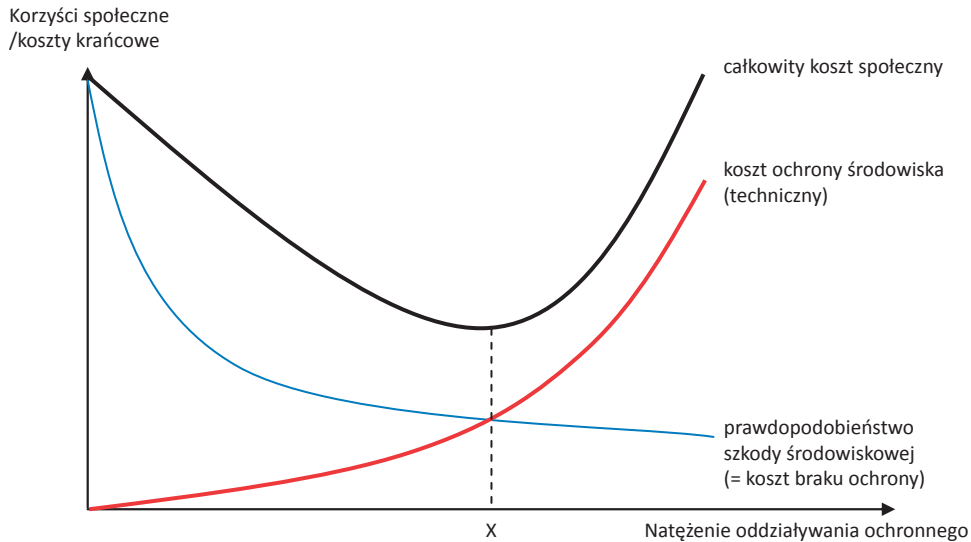
¹³ A.D. Chandler, *Scale and Scope: The Dynamics of Industrial Capitalism*, Belknap Press, Cambridge 1990, s. 593–628.



Rysunek 7. Krzywa Calabresiego – brak efektu obniżenia kosztów środków ochrony środowiska

Źródło: adaptacja modelu G. Calabresiego, w: G. Calabresi, *The Cost of Accidents*, Yale University Press, New Haven 1970, s. 237–288.

Jeżeli uwzględnimy wspomniane już korzyści zapóźnienia technologicznego, a zwłaszcza możliwe w takim wypadku oszczędności wynikające z krzywej uczenia się, jak również z niższych kosztów zastosowania technologii, wtedy gdy dana jurysdykcja imituje wypracowane po wyższych kosztach gdziekolwiek indziej innowacje technologiczne albo je implementuje, krzywa Calabresiego może wyglądać nieco inaczej. Jej nietypowy kształt będzie odzwierciedlony na krzywej kosztów interwencji (w rozważanym wypadku – technicznie pojętych kosztów ochrony środowiska naturalnego). Będzie on bowiem w takich wypadkach niski na wczesnych etapach interwencji. Zacznie wzrastać dopiero wtedy, gdy o imitację lub inną formę przyjęcia innowacji już łatwo nie będzie – tj. na odpowiednio wysokim poziomie intensywności interwencji. W takim wypadku optymalny punkt X przyporządkowany najniższemu poziomowi całkowitych kosztów społecznych ochrony środowiska będzie wyznaczony dalej od początku układu współrzędnych – krzywa Calabresiego będzie bowiem inna:



Rysunek 8. Krzywa Calabresiego – efekt obniżenia kosztów środków ochrony środowiska w sytuacji zapóźnienia technologicznego ochrony

Źródło: opracowanie własne, modyfikacja koncepcji G. Calabresiego.

Przesunięcie na prawo punktu X na rysunku 8 w porównaniu do jego położenia na rysunku 7 wskazuje, że jurysdykcje, w których poziom aktywności gospodarczej jest niższy w porównaniu z jurysdykcjami w tym zakresie zaawansowanymi, mogą korzystać ze swoistej premii wynikającej z używania technologii ochronnej, która w momencie jej przejścia jest tańsza niż w momencie, gdy była ona pełnym *novum* (*state-of-the-art*). W jurysdykcjach zintegrowanych, składających się z mniejszych części składowych, taka sytuacja wpływa na obniżenie zagregowanego dla tej dużej całości całkowitego kosztu społecznego ochrony środowiska naturalnego. Sprzyja to przyspieszeniu osiągnięcia przez „zapóźnione” jurysdykcje składowe punktu przełamania EKC. Warunkiem tego przyspieszenia jest jednak pozostanie całości jurysdykcji w starej technologii ochronnej albo w jakiegokolwiek technologii nowej, która jednak nie rodzi dla gospodarki państw o jurysdykcjach „zapóźnionych” dodatkowych kosztów. Jeżeli jednak następuje zjawisko przejścia w tym zakresie na droższe nowe technologie i jeżeli dla całej integrowanej jurysdykcji stają się one wymaganym standardem (a więc, innymi słowy, ich stosowanie jest wymuszone regulacyjnie), to nie następuje taka modyfikacja krzywej Calabresiego, jak to przedstawiono na rysunku 8. Warto zwrócić uwagę, że – przynajmniej na poziomie decyzji indywidualnych – przesunięcie punktu X dalej od początku układu współrzędnych może nastąpić również w każdym wypadku wtedy, gdy obowiązek przestrzegania określonych standardów ochrony środowiska będzie wyznaczony w warunkach

regulacyjnej niedookreśloności, ale z zastrzeżeniem karnej odpowiedzialności opartej na zasadzie winy nieumyślnej¹⁴.

Regulacyjne wymuszenie określonego standardu ochrony środowiska (z jego, wspomnianą już, implikacją technologiczną) może być oczywiście interpretowane jako wprowadzenie reguł internalizacji kosztów zewnętrznych. Warto jednak zwrócić uwagę, że i tu nie mamy do czynienia z prawidłowością statyczną – internalizacja bowiem powinna zasadniczo zmierzać do przymuszenia producentów do pokrycia pełnego krańcowego kosztu korzystania przez nich ze środowiska (zwłaszcza zaś kosztu zanieczyszczeń, które generują). W takim wypadku zależność dochodów i zanieczyszczenia określają zarówno właściwości używanej przez nich technologii, jak i elastyczność ich popytu na korzystanie ze środowiska naturalnego w procesie produkcji¹⁵. Te dwie determinanty mogą zwiększać skłonność także podmiotów gospodarczych działających w jurysdykcjach „zapóźnionych” do przenoszenia ich działalności poza jurysdykcję zintegrowaną, w której obowiązują wysokie standardy ochrony środowiska. Przeczyłoby to powszechnemu przekonaniu, wyrażanemu w literaturze, że proces ten dotyczy – i to w dominującym stopniu – jurysdykcji gospodarczo zaawansowanych¹⁶. Jednocześnie takie przenoszenie działalności powoduje wystąpienie drugiego, negatywnego, skutku w postaci niemożności wytworzenia w państwach zaawansowanych – przynajmniej w długim okresie – branżowo skoncentrowanej przewagi konkurencyjnej „ciągniętej” przez wymagającą regulację ochrony środowiska¹⁷.

Zróźnicowanie pozycji jurysdykcji na środowiskowej krzywej Kuznetsa a wspólna dla nich polityka fiskalna

Jak już wykazano, o ujęciu EKC oraz ewentualnym pozycjonowaniu odpowiednio małych jurysdykcji na tej krzywej decyduje wielkość obszaru odniesienia odzwierciedlonego w EKC. Wybór tej zmiennej wręcz decyduje o ramach analitycznych, narzędziach analizy, a także determinuje ostateczne, możliwe do wyciągnięcia z niej,

¹⁴ Argument jest analogią do argumentacji J.J. Rachlinski, *A Positive Psychological Theory of Judging in Hindsight*, w: *Behavioral Law and Economics*, red. C.R. Sustein, Cambridge University Press, Cambridge 2000, s. 95–115.

¹⁵ R. Lopez, *The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalization*, „Journal of Environmental Economics and Management” 1994, vol. 27, s. 163–184.

¹⁶ Zob. np. taki konwencjonalny pogląd w: G. Grossman, A. Krueger, op.cit., s. 371–372.

¹⁷ Zob. argumentację wiążącą wysoki poziom wymaganych standardów działania w tym zakresie z wytworzeniem w długim okresie przewagi konkurencyjnej np. w: M.E. Porter, C. van der Linde, *Green and Competitive*, „Harvard Business Review”, 1995, s. 120–134.

wnioski. W wypadku EKC interpretowanej statycznie i obejmującej duże jurysdykcje (np. jurysdykcje międzypaństwowe) dodatkową komplikację stanowi również to, że poszczególne mniejsze jurysdykcje stanowiące jej składniki mogą być zróżnicowane nie tylko co do poziomu rozwoju gospodarczego (co jest przecież zmienną braną w EKC pod uwagę), ale także co do wielkości i gęstości zaludnienia (determinującej możliwości alokacji zasobów), jak również wyjściowego uposażenia środowiskowego (determinującego, zgodnie z zasadą subsydiarności, poziom świadczeń tych innych jurysdykcji, które odnoszą stąd korzyści). Jak już wykazano, dodatkowo politykę ochrony środowiska komplikuje dynamiczny charakter samej EKC oraz dynamiczny charakter relacji EKC, którą można przypisać poszczególnym jurysdykcjom ze sobą powiązanym (albo w formule konkurencyjnej, albo kooperacyjnej – np. w postaci ich zintegrowania).

W ujęciu wręcz podstawowym warto zwrócić uwagę, że EKC, traktowana jako narzędzie analityczne, sama w sobie nie determinuje kierunków i narzędzi polityki ochrony środowiska, a zatem i polityki fiskalnej. O tym wyborze decyduje przede wszystkim wielkość danej jurysdykcji oraz ogólna postać jej powiązania z resztą świata. Inaczej swoją pozycję na EKC będą bowiem traktować jurysdykcje małe i autarkiczne, a inaczej duże i otwarte.

Kwestia zróżnicowania położenia na EKC poszczególnych jurysdykcji (rozumianych jako wydzielone historycznie lub administracyjnie jednostki podziału terytorialnego), jak również ocena w tym kontekście wielkości ich pola manewru w zakresie stosowanych w celu ochrony środowiska naturalnego narzędzi nie jest – sama w sobie – przyczyną problemu asymetrii, lecz jej skutkiem. Do wielu złożonych przyczyn asymetrii należy również rozmiar danej jurysdykcji oraz model jej powiązania ze światem zewnętrznym. Z tego punktu widzenia asymetria uplasowania się poszczególnych jurysdykcji nie może być traktowana jako opis politycznych ograniczeń w tym zakresie, a także rozbieżnych interesów, które w ramach EKC i formułowanej w jej kontekście polityki fiskalnej są eksponowane i realizowane. Owa asymetria EKC może również być traktowana jako narzędzie identyfikacji i interpretacji stosowanych środków służących tym interesom i to w kontekście sytuacyjnym, który może być opisany jako tzw. dylemat więźnia (opisując współzależność dobrobytu jednych jurysdykcji od innych)¹⁸.

Jedynie w odniesieniu do analizy wspólnoty integracyjnej tego wniosku nie można w całej rozciągłości powtórzyć, jeżeli tylko jest to wspólnota dostatecznie duża. Tu możliwość oddziaływania na stan środowiska naturalnego poprzez narzędzia polityki publicznej (w tym oczywiście narzędzia fiskalne) jest znaczna i adekwatna

¹⁸ K. Binmore, *Natural Justice*, Oxford University Press, Oxford 2005, s. 63–66.

do skali problemów. Zróżnicowanie regionalne odnoszące się do poszczególnych rodzajów gospodarczego wykorzystywania środowiska naturalnego odzwierciedlonych w EKC jest tu duże. W szczególności w tym zakresie możliwe jest odpowiednie – realizujące formułę solidarności wewnątrz takiej wspólnoty – modulowanie budżetowych strumieni pieniężnych (na poziomie zarządzania taką wspólnotą), które łagodzi efekty nadmiernego obciążenia przedsiębiorstw/ludności podatkami internalizującymi koszty zewnętrzne. Owa modulacja (nakierowana w szczególności na łagodzenie efektu skali i struktury EKC) może być osiągnięta przez korekty takich obciążeń albo przez odpowiednie częściowo bądź całkowicie równoważące je transfery. Częściowe równoważenie, a nie całkowite, jest w takim wypadku na miejscu, gdyż może odzwierciedlać, możliwe w danym kontekście, korzyści późnego przejmowania technologii łagodzących negatywne skutki środowiskowe, które mogą być realizowane przez jurysdykcje słabiej rozwinięte gospodarczo. Dodatkowo, transfery mogą przybierać postać warunkową lub mieć charakter dotacji, w których określone jest przeznaczenie pochodzących z nich środków.

Optymalne rozwiązanie fiskalne dla wspólnoty, której składowe jurysdykcje znajdują się na różnych miejscach EKC, polega więc na znacznym zróżnicowaniu narzędzi oddziaływania, przy zachowaniu względnej jednolitości opodatkowania środowiskowego oraz wysokiego poziomu modulacji poprzez transfery poddane zasadzie warunkowości. Należy w tym zakresie podkreślić, że szczególnie ważne jest zachęcanie tych jurysdykcji, które są na średnim poziomie rozwoju gospodarczego do jak najszybszego przechodzenia na technologie produkcji zaawansowane, pozwalające na zredukowanie negatywnego wpływu procesu gospodarczego na środowisko naturalne. Aby to osiągnąć, właśnie w tym zakresie wspólnota powinna poczynić największe inwestycje albo w postaci odpowiedniej redukcji opodatkowania (choć wcale niekoniecznie tego, który odnosi się bezpośrednio do skali gospodarczego korzystania ze środowiska), albo poprzez transfery udzielane na zasadzie warunkowości ogólnej (dotyczącej ogólnego kształtu polityki ochrony środowiska) czy szczególnej – wyrażającej się polityką dotacyjną, w której dotacje mają zawsze charakter celowy.

* * *

Analiza zakresu korzystania ze środowiska naturalnego oraz interwencji regulacyjnej zmierzającej do jego ograniczenia do akceptowalnych społecznie rozmiarów, bardzo często dotyczy jurysdykcji, których granice są wyznaczone arbitralnie. Takie analizy, zwłaszcza gdy odnoszą się do małych jurysdykcji, mogą implikować wadliwość wniosków dotyczących kierunków i treści polityki ochrony środowiska. Powodują

one bowiem niedopasowanie granic oddziaływania przyjętych regulacji ochronnych do granic zjawiska, na które te regulacje miałyby wpływać.

Jako koncepcja teoretyczna, EKC może być interpretowana dynamicznie bądź statycznie. Ujęcie dynamiczne pokazujące trajektorię zmian obciążenia środowiska naturalnego w miarę wzrostu aktywności gospodarczej dla wystarczająco dużej jurysdykcji nie budzi szczególnych wątpliwości co do jego prawidłowości. Wątpliwości takie rodzą się w wypadku zastosowania EKC dla jurysdykcji małych (a to ze względu na małą doniosłość praktyczną) oraz w ujęciu statycznym, w którym różne jurysdykcje plasuje się porównawczo na tej krzywej.

Plasowanie na EKC jurysdykcji wyznaczonych arbitralnie stanowi swego rodzaju błąd metodologiczny. Takie działanie nie uwzględnia bowiem reguł optymalizacji wielkości świadczeń publicznych w postaci ochrony środowiska; nie uwzględnia również reguł optymalizacji wielkości populacji dane świadczenie finansującej i z niego korzystającej. To podważa predykcyjną wartość interpretowanej statycznie EKC oraz może obniżyć skuteczność formułowanej na tym tle polityki gospodarczej.

Zróznicowanie pozycjonowania określonych jurysdykcji na EKC wiąże się z różnymi implikacjami co do polityki ochrony środowiska (w tym jej aspektów fiskalnych) w zależności od wielkości owych jurysdykcji oraz stopnia ich gospodarczego powiązania ze światem zewnętrznym – także rozumianego jako udział w międzynarodowej wymianie technologii. Jurysdykcje małe w ogóle nie mogą prowadzić efektywnej polityki w tym zakresie. Jurysdykcje zamknięte (a więc niepowiązane ze światem zewnętrznym) nie mają natomiast narzędzi determinowania działań swojego własnego otoczenia geopolitycznego. Najpełniejszą możliwość realizowania optymalnej polityki ochrony środowiska mają natomiast jurysdykcje duże czy wręcz takie, które tworzą z innymi wspólnotę integracyjną o charakterze gospodarczym. Jurysdykcje zapóźnione technologicznie mogą – w sprzyjających warunkach – uzyskać premię kosztową przy zastosowaniu technologii ochronnej, co będzie powodować korzystną dla nich modyfikację krzywych całkowitego kosztu społecznego ochrony środowiska, a także zmianę trajektorii EKC rozumianej dynamicznie.

Tworzenie jurysdykcji dużych lub grup jurysdykcji zintegrowanych implikuje konieczność transferów wewnątrzjurysdykcyjnych przeznaczonych na finansowanie technologii ochronnych bądź na neutralizację tymczasowej utraty konkurencyjności kosztowej producentów plasujących się na początku EKC. Ze względu na prawdopodobne korzyści „zapóźnienia”, wielkość transferów nie musi być dokładną pochodną historycznych kosztów implementacji poniesionych przez podmioty zlokalizowane w bogatych jednostkach jurysdykcyjnych.

Bibliografia

- Bartlett A.A., *Reflections on Sustainability, Population Growth and the Environment*, "Population and Environment" 1994, vol. 16.
- Bartalanffy von L., *General Systems Theory: Foundations, Development, Application*, George Braziller, New York 1968.
- Binmore K., *Natural Justice*, Oxford University Press, Oxford 2005.
- Brock W.A., Taylor M.S., *Economic Growth and the Environment: A Review of Theory and Empirics*, w: *The Handbook of Economic Growth*, red. S.N. Durlauf, P. Aghion, vol. 1, North-Holland, Amsterdam 2005.
- Calabresi G., *The Cost of Accidents*, Yale University Press, New Haven 1970.
- Chandler A.D., *Scale and Scope: The Dynamics of Industrial Capitalism*, Belknap Press, Cambridge 1990.
- Coase R.H., *The Problem of Social Cost*, „Journal of Law and Economics” 1960, vol. 59.
- Grossman G., Krueger A., *Economic Growth and the Environment*, "Quarterly Journal of Economics" 1995, vol. 110.
- Islam N., Vincent J., Panayotou T., *Unveiling the Income-Environment Relationship: An Exploration into the Determinants of Environmental Quality*, "Development Discussion Paper" 1999, no. 701.
- Kolm S.-Ch., *Reciprocity: An Economics of Social Relations*, Cambridge University, Cambridge 2008.
- Kuznets S., *Economic Growth and Income Inequality*, "The American Economic Review" 1955, vol. 45.
- Lopez R., *The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalization*, "Journal of Environmental Economics and Management" 1994, vol. 27.
- Musgrave R.A., Musgrave P.B., *Public Finance in Theory and Practice*, McGraw-Hill, New York 1989.
- Panayotou T., *Economic Growth and the Environment*, "Economic Survey of Europe", vol. 2, Economic Commission for Europe, 2003.
- Porter M.E., Linde van der C., *Green and Competitive*, "Harvard Business Review" 1995.
- Potier M., Less C.T., *Trade and Environment at the OECD: Key Issues Since 1991*, "OECD Trade and Environment Working Papers" 2008, no. 1.
- Rachlinski J.J., *A Positive Psychological Theory of Judging in Hindsight*, w: *Behavioral Law and Economics*, red. C.R. Sustain, Cambridge University Press, Cambridge 2000.
- Selden T.M., Song D., *Environmental Quality and Development: Is there a Kuznets Curve for Air Pollution Emissions?*, "Journal of Environmental Economics and Management" 1994, vol. 27.
- Whee Rhee Y., Ross-Larson B., Pursell G., *Korea's Competitive Edge: Hanging the Entry into World Markets*, The Johns Hopkins University, Baltimore 1984.